فیزیولوژی و بیوتکنولوژی آبزیان
سال دوازدهم، شماره دوم، تابستان ۱۴۰۳

مقاله پژوهشی

بررسی هیدروکربن‌های آروماتیک چندحلقه‌ای در رسوبات و بافت توتیای *Echinometra mathaei* در سواحل شمال خلیج فارس، استان بوشهر

ستاره بدری[۱]، شهلا جمیلی[۲]*، غلامحسین ریاضی[۳]، علی ماشینچیان مرادی[۲]

تاریخ دریافت: خرداد ۱۴۰۲ DOI: 10.22124/japb.2023.24635.1499 تاریخ پذیرش: آذر ۱۴۰۲

چکیده

خلیج فارس دریایی داخلی و نیمه بسته با شرایط بوم‌شناختی خاص است و میزان آلودگی نفتی در آن بیش از متوسط سطح جهانی مورد قبول محیط زیست دریایی است. خارپوستان به دلیل کفزی بودن، بیشتر در معرض آلودگی رسوبات هستند. این مطالعه در مناطق جزرومدی سواحل استان بوشهر شامل ساحل شغاب، اولی، شیرینو، نای‌بند، اسکله T و شمال جزیره خارک انجام شد تا میزان تجمع آلودگی در رسوب و بافت توتیای *Echinometra mathaei* تعیین شود. نمونه‌برداری در دو فصل سرد و گرم (۱۳۹۴-۱۳۹۳) صورت پذیرفت. در آزمایشگاه، میزان و نوع هیدروکربن‌های آروماتیک چندحلقه‌ای (PAH) با روش کروماتوگرافی و GC-MS بررسی شد. بیشترین غلظت ترکیبات PAH رسوبات در اسکله T خارک مربوط به نفتالین (۹۱۳/۷ نانوگرم در گرم وزن خشک) در فصل سرد و بیشترین غلظت ترکیبات PAH بافت در اسکله T خارک مربوط به فنانترین (۳۷۱/۵ نانوگرم در گرم وزن خشک) در فصل گرم اندازه‌گیری شد. هیچ اختلاف معنی‌داری بین میزان PAH رسوبات و بافت‌ها مشاهده نشد ($P>0/05$). روند تجمع PAH در رسوبات و بافت‌ها افزایشی بود. میزان PAH رسوبات در تمامی مناطق مطالعه حاضر (۳۰۵۹-۴۴۱ نانوگرم در گرم) بالاتر از استانداردهای جهانی تعیین شده در رسوبات (۱۹۷ میکروگرم در کیلوگرم) بود که نشان از آلودگی بیشتر مناطق بررسی شده است. مقایسه تجمع آلودگی در بافت توتیا با دیگر آبزیان حاکی میزان بالاتر PAHها در بافت‌های گونه‌های کفزی است. این مهم، ناشی از محل زندگی و نوع تغذیه این موجودات است و نشان از اهمیت این گونه و بررسی آن در زمینه‌های سم‌شناسی زیست‌محیطی دارد.

واژگان کلیدی: *توتیا*، Echinometra mathaei، *هیدروکربن آروماتیک چندحلقه‌ای*، *رسوبات*، *خلیج فارس*.

۱- دانشجوی دکتری زیست‌شناسی دریا، گروه علوم دریایی و شیلات، دانشکده منابع طبیعی و محیط زیست، واحد علوم و تحقیقات، دانشگاه آزاد اسلامی، تهران، ایران.

۲- دانشیار گروه علوم دریایی و شیلات، دانشکده منابع طبیعی و محیط زیست، واحد علوم و تحقیقات، دانشگاه آزاد اسلامی، تهران، ایران.

۳- استاد مرکز تحقیقات بیوفیزیک و بیوشیمی، دانشگاه تهران، تهران، ایران.

* نویسنده مسئول: shahlajamili45@yahoo.com

مقدمه

خلیج فارس به علت شرایط بوم‌شناختی خاص و بهره‌گیری‌های متفاوت و مستمر از منابع آن، در معرض مخاطرات فراوانی قرار دارد. ویژگی نیمه‌بسته بودن خلیج فارس همراه با پایین بودن میزان جابه‌جایی و تبادل آب با دریای عمان، کمبود میزان بارندگی سالیانه و کافی نبودن آب های ورودی به محیط به همراه نرخ بالای تبخیر، به طور طبیعی قدرت خلیج فارس را در زمینه پخش و خودپالایی آلودگی‌ها محدود ساخته است. در کنار این مهم، به سبب وجود منابع سرشار نفت و گاز، منطقه‌ای راهبردی و یک آبراهه در سطح بین‌المللی به شمار می‌آید. میزان پالایش آلودگی آن بسیار پایین است به طوری که آلودگی نفتی در آن، ۴۷ بار بیشتر از میانگین جهانی مورد قبول محیط زیست دریایی است. در این مورد سازمان‌های ذی‌ربط بین‌المللی از جمله برنامه‌های محیط زیست ملل متحد، خلیج فارس را همراه با دریای مدیترانه، دریای بالیتک، دریای سرخ و دریای سیاه جزء مناطق ویژه محسوب و مقررات خاص و شدیدی برای حفاظت و کنترل آلودگی‌های آن وضع و اعلام کرده‌اند (Tolosa et al., 2005).

خارپوستان یکی از شاخه‌های مهم بی‌مهرگان دریایی هستند و به دلیل این که عموما کفزی و دارای پراکنش گسترده جهانی هستند، بیشتر در معرض آلودگی‌های محیطی قرار دارند (Hickman and Robers, 2003). خارپوستان، دارای ویژگی‌ها و عملکردهای اکولوژیکی مهم و متفاوتی در اکوسیستم‌ها هستند، برای مثال توتیاهای دریایی نقش چراکنندگی و نیز کاهش کلنی‌ها و برهنه کردن صخره‌ها و آبسنگ‌های مرجانی را دارند و حتی برخی توتیاهای دریایی با تراشیدن بسترهای سنگی و صخره‌ای وارد آنها می‌شوند و با فرسایش زیستی، مواد غذایی را وارد اقیانوس‌ها می‌کنند (James, 2001).

Nateghi (۲۰۱۳)، ۲۸ گونه از خارپوستان شامل چهار گونه ستاره دریایی، چهار گونه ستاره شکننده، نه گونه خارتن دریایی، نه گونه خیار دریایی و دو گونه لاله‌وش دریایی را در سواحل شمالی آبهای خلیج فارس شناسایی کرد که گونه *Echinometra mathaei* در ایستگاه‌های مختلف مورد مطالعه گزارش شد. پراکنش این گونه در مناطق جزرومدی بسیار زیاد بود (Nateghi, 2013).

هیدروکربن‌ها مواد شیمیایی هستند که از اجزای اصلی نفت خام به شمار می‌آیند و به گروه‌های هیدروکربن‌های آروماتیک چندحلقه‌ای (Polycyclic Aromatic Hydrocarbons: PAHs)، هیدروکربن‌های غیرآروماتیک اشباع حلقه‌ای (هیدروکربن‌های اشباع آلیفاتیک، Aliphatic Saturated Hydrocarbons)، هیدروکربن‌های غیرآروماتیک حلقه‌ای غیراشباع (هیدروکربن‌های غیراشباع آلیفاتیک، Aliphatic Unsaturated Hydrocarbons) و هیدروکربن‌های اشباع آلیسیکلیک (Alicyclic Saturated Hydrocarbons) طبقه‌بندی می‌شوند (Hadjizadeh Zaker, 2022). محیط زیست و موجودات‌زنده، هر روزه در معرض مواد شیمیایی ورودی از جوامع شهری قرار دارند. از این رو، آلاینده‌های کمیاب آلی مانند هیدروکربن‌های آروماتیک چندحلقه‌ای (PAHs)، پلی‌کلرو بی‌فنیل‌ها (Polychlorinated Biphenyls: PCBs) و حشره کش‌های پلی‌کلرینه (Organochlorine Pesticides: OCPs) به میزان قابل توجهی به محیط زیست وارد شده‌اند. محل انتهایی دفع بسیاری از این آلاینده‌ها محیط‌های آبی هستند. در همین حال، حضور یک ترکیب شیمیایی خارجی در محیط به تنهایی نمی‌تواند تاثیرات زیان‌بخش خود را نشان دهد و باید ارتباطاتی بین میزان ورودی یک آلاینده به اکوسیستم، تجمع آن در بافت موجودات زنده و تاثیرات اولیه و سمی آن به وجود آید تا بتوان بررسی دقیقی از میزان اثرگذاری آن به دست آورد (Van Der Oost et al., 2003).

هیدروکربن‌های آروماتیک چندحلقه‌ای یکی از سمی‌ترین ترکیبات آلی محسوب می‌شوند که دارای رفتار بسیار پیچیده‌ای در طبیعت هستند (Abdel-Rahman et al., 2002). این ترکیبات به دلیل خاصیت‌های سرطان‌زایی و جهش‌زایی به عنوان یکی از آلاینده‌های مهم و خطرناک موجود در فهرست سازمان حفاظت محیط زیست آمریکا به شمار می‌آیند (Chimezie et al., 2005). تاثیر میزان حساسیت یا مقاومت گونه‌های مختلف آبزیان نسبت به ترکیبات مختلف هیدروکربن‌های آروماتیک چندحلقه‌ای ای به میزان قابل توجهی نسبت به موجودات دیگر بیشتر است (Tuvikene, 1995; Van Der Oost et al., 2003; Rojas and Morales, 2004). بخش عمده‌ای از هیدروکربن‌های آروماتیک چندحلقه‌ای در اکوسیستم‌های آبی با جذب

توسط ذرات معلق موجود در آب، رسوب می‌کند و بر جوامع کفزی اثر می‌گذارند (Valavanidis et al., 2006).

هیدروکربن‌های آروماتیک چندحلقه‌ای از آلاینده‌های آلی سمی، جهش زا، ژنوتوکسیک و سرطان‌زا هستند که با توجه به عمومیت استفاده، با پراکنش محیطی زیادی همراه هستند. همین امر نگرانی‌های زیادی را در حوزه بهداشت عمومی و زیست‌محیطی مطرح کرده است (Vijayanand et al., 2023). هیدروکربن‌های آروماتیک چندحلقه‌ای در غلظت‌های مختلف منجر به کاهش رشد، مزاحمت در مبادله مواد و ایجاد اختلال در بدن آبزیان می‌شوند. این ترکیبات از راه‌های مختلف گوارشی، تنفسی و پوستی وارد بدن شده و بسته به گونه، جنسیت، شرایط محیطی و سن جاندار، در اندام‌های مختلف بدن با اختلاف زیاد انباشته می‌شوند. این ترکیبات به علت اثرات سمی و توان تجمع در گونه‌های مختلف آبزیان و وارد شدن به زنجیره‌های غذایی از اهمیت ویژه‌ای در مباحث سم‌شناسی محیطی برخوردار هستند. چنانچه میزان این عناصر به دلایل گوناگونی از حدود معینی فراتر رود باعث به مخاطره افتادن حیات آبزیان می‌شود، زیرا برهم خوردن تعادل اکولوژیکی موجب زوال زیستی اکوسیستم می‌شود (Canli and Atli, 2003).

در اتحادیه اروپا مقررات جدیدی تحت عنوان برنامه ثبت، ارزیابی، مجوز و محدودیت مواد شیمیایی وجود دارد که توصیه کرده است به منظور حفاظت موجودات دریایی از آلاینده‌های با احتمال ایجاد مسمومیت بالاتر، بهتر است به‌جای آزمایش این مواد بر ماهی‌های آب شیرین، سخت‌پوستان و جلبک‌ها از آزمایش‌های تکمیلی آنها بر نرم‌تنان و خارپوستان استفاده شود. مرکز اروپایی بوم‌سم‌شناسی و سم‌شناسی مواد شیمیایی (The European Centre for Ecotoxicology and Toxicology of Chemicals: ECETOC) نیز توصیه کرده است برای کاهش و جایگزینی استفاده از ماهی‌ها و دوزیستان در آزمایش‌های سمیت‌شناسی از خارپوستان استفاده شود (ECETOC, 2007). البته استفاده از مراحل جنینی و لاروی خارپوستان نسبت به بالغین در پژوهش‌های سم‌شناسی بسیار بیشتر و محدودیت استفاده از بالغین مشهودتر بوده است (Martin Neil, 2009). مطالعاتی درباره میزان PAHs در برخی خارپوستان از جمله توتیاهای بالغ صورت گرفته است که از آن جمله می‌توان

به پژوهش Keshavarzifard و همکاران (۲۰۱۷) اشاره کرد که به بررسی میزان PAHs در رسوبات و بافت توتیای دریایی *E. mathaei* در برخی مناطق جزرومدی شمال خلیج فارس پرداخته بودند و میزان تجمع غلظت کل PAHها را در رسوب و بافت توتیا به ترتیب از ۱۲/۸ تا ۸۱/۲۵ و از ۱۶/۷ تا ۳۵ میکروگرم در کیلوگرم وزن خشک متغیر گزارش کردند. در مطالعه دیگری که بر خارپوستان توسط Albarano و همکاران (۲۰۲۱) انجام شد، اثرات کوتاه مدت PAHs و PCBs موجود در رسوبات، بر توتیای دریایی *Paracentrotus lividus* مورد بررسی قرار گرفت و مشاهده شد که این موجودات پس از ۲ ماه قرار گرفتن در معرض آلاینده‌ها در شرایط اکوسیستم‌های آزمایشی (مزوکوزم)، ناهنجاری‌های ظاهری را در جنین نشان دادند. Zhang و همکاران (۲۰۲۲) عنوان کردند در مصب رودخانه زرد (Yellow River، چین)، هیدروکربن‌های آلاینده سه حلقه‌ای غالب بود. همچنین غلظت PAHs در بافت‌های پرچربی‌تر (احشای ماهی، سر میگو و تخمدان خرچنگ) بیشتر از عضلات آنها بود. این حاکی از تجمع بیشتر آلاینده‌های نفتی در بافت‌های چربی است (Zhang et al., 2022). در مطالعه‌ای دیگر، Bellas و همکاران (۲۰۲۲) اثرات سه آلاینده آلی شامل کلرپیریفوس (Chlorpyrifos: CPF)، تری‌فنیل فسفات (Triphenyl Phosphate: TPHP) و بیس‌فنول A (Bisphenol A: BPA) را بر لارو توتیای دریایی *P. lividus* بر چند آنزیم آنتی‌اکسیدانی بررسی کردند و در برخی آنزیم‌ها مانند گلوتاتیون- اس- ترانسفراز (Glutathione S-transferase: GST) و استیل کولین استراز (Acetylcholinesterase: AChE) تغییرات و برای برخی مانند کاتالاز (Catalase: CAT) تغییراتی را مشاهده نکردند. این نشان عملکرد متفاوت آنزیم‌های این موجودات به عنوان یک نشانگر زیستی است.

در مطالعه حاضر با توجه به اهمیت خارپوستان به عنوان یکی از شاخه‌های مهم جانوری، نوع زندگی و شرایط اکولوژیکی آنها، تجمع هیدروکربن‌های آروماتیک چندحلقه‌ای در رسوبات و بافت توتیای *E. mathaei* بررسی شده است.

مواد و روش‌ها

نمونه‌برداری

نمونه‌برداری طی سال‌های ۱۳۹۳ تا ۱۳۹۴ در سواحل شمالی خلیج فارس، استان بوشهر

شامل ساحل شغاب بوشهر و سواحل اولی، شیرینو و نای‌بند و دو ساحل اسکله T و شمال جزیره خارک انجام شد (شکل ۱). علت انتخاب این ایستگاه‌ها، وجود منابع آلاینده‌های انسانی شامل محل‌های حمل و نقل و بارگیری نفت، فعالیت‌های ساختمان‌سازی، اسکله مسافربری، تخلیه گسترده فاضلاب خام انسانی، صید و صیادی، فعالیت‌های گردشگری، وجود کارخانه‌های کشتی‌سازی و کارخانه تولید متانول بود. نمونه‌برداری در مناطق جزرومدی، دو مرتبه در سال، در فصل سرد (بهمن ماه) و گرم (مرداد ماه) انجام شد. در مجموع حدود ۱۸۰ عدد توتیای *Echinometra mathaei* از ۶ ایستگاه در دو فصل مورد نمونه‌برداری قرار گرفت. پس از نمونه‌برداری، بلافاصله نمونه‌ها شکسته و بافت نرم آنها با پنس در تیوب‌های پلاستیکی قرار داده شد. سپس نمونه‌ها درون کپسول حاوی نیتروژن مایع قرار داده شدند تا در دمای ۸۰- درجه سانتی‌گراد فریز شوند. نمونه‌های رسوب نیز به میزان حدود ۱۰۰۰ گرم با بیلچه از منطقه جزرومدی و طی جزر کامل برداشت و در زیپ کیپ قرار داده شد و در فریزر ۸۰- درجه سانتی‌گراد نگهداری شد.

شکل ۱: ایستگاه‌های نمونه‌برداری (۷ آذرماه ۱۴۰۲؛ www.earth.google.com)

ارزیابی رسوبات

نمونه‌های رسوب جمع‌آوری شده از هر ایستگاه به منظور ارزیابی ترکیبات PAH، ابتدا به مدت ۲۴ ساعت در دستگاه فریز درایر (GB-LGJ-200F، Labconco، آمریکا) قرار گرفت و به طور کامل خشک شد. سپس رسوبات از الک ۵۰ میکرون عبور داده شدند تا کلیه ذرات اضافی و زاید آن خارج شود. ۱۰ گرم از نمونه‌های همگن شده بر مبنای وزن خشک به ظروف سلولزی منتقل شدند. به هرکدام از آنها ۱۰۰ میلی‌لیتر مخلوط هگزان و دی‌کلرومتان به نسبت حجمی ۱:۱ اضافه شد. به مخلوط تهیه شده برای تعیین بازده و دقت در صحت انجام کار استانداردهای داخلی، به میزان ۵۰ میکرولیتر ترکیب نفتالن D8، اسنافتن D10 و پیریلین D12 افزوده شد. سپس فرایند استخراج توسط دستگاه سوکسله (FAT4، FALC، ایتالیا) به مدت ۸ ساعت و در دمای ۱۵۰ درجه سانتی‌گراد صورت پذیرفت. در نهایت، نمونه‌ها به منظور آبگیری، به مدت یک شب با سدیم سولفات تیمار شدند و برای گوگردزدایی به مدت یک شب در مس فعال قرار داده شدند. در مرحله بعد نمونه‌ها ابتدا توسط روتاری (Endo Pace، Woodpecker، چین) کاهش حجم یافتند و بعد توسط گاز نیتروژن خالص به حجم ۱ میلی‌لیتر رسانده شدند. در نهایت مقدار ۱۶ ترکیب PAHs شامل آنتراسین (Anthracene)، نفتالین (Naphthalene)، فلورین (Fluorene)، آسنافتیلین (Acenaphthylene)، آسنافتین (Acenaphthene)، فنانترین (Phenanthrene)، پیرین (Pyrene)، چریزین (Chrysene)، فلورانتین (Fluoranthene)، بنزو (k) فلورانتین (Benzo(k)fluoranthene)، ایندنو (۱، ۲، ۳) پیرین (Indeno(1,2,3)pyrene)، دی‌بنزو (a، h) آنتراسین (Dibenz(a,h)anthracene)، بنزو (a) آنتراسین (Benzo(a)anthracene)، بنزو (a) پیرین (Benzo(a)pyrene)، بنزو (g، h، i) پیریلین (Benzo(g,h,i)perylene) و بنزو (b) فلورانتین (Benzo(b)Fluoranthene) با کروماتوگرافی و دستگاه GC-MS (HP 6890 GC with 5973 MSD، Agilent، آمریکا) اندازه‌گیری شدند (Zakaria et al., 2002).

ارزیابی بافت‌ها

برای آماده‌سازی بافت‌های نرم، نمونه‌ها با محلول‌های مورد استفاده برای رسوبات، ترکیب شده و در ستون‌های کروماتوگرافی قرار داده

شدند تا فشرده شده و ترکیبات آب‌دوست آنها حذف شود. نمونه به دست آمده از ستون‌های کروماتوگرافی توسط روتاری کاهش حجم یافتند و در ستون‌های دیگر این دستگاه ترکیبات چندحلقه‌ای جداسازی شدند. نمونه PAH جمع‌آوری شده از دومین ستون کروماتوگرافی، تحت دمش جریان ملایم گاز نیتروژن خالص باز کاهش حجم یافته و در نهایت به ظروف شیشه‌ای انتقال یافت. در این مرحله نمونه‌ها دوباره تا نزدیک خشک شدن تحت دمش ملایم گاز نیتروژن قرار گرفتند و مقداری ایزواکتان به منظور نگهداری به آنها تزریق شد. نمونه‌ها برای تزریق به ویال‌های مخصوص انتقال پیدا کردند و توسط سرنگ به دستگاه GC-MS تزریق شدند. در طی این آنالیز همانند رسوبات، ۱۶ ترکیب PAHs اندازه‌گیری شد (Regoli et al., 2011).

تمامی سنجش‌ها، در پژوهشگاه ملی اقیانوس شناسی و علوم جوی تهران و بر اساس استانداردهای پروتکل‌های جهانی صورت پذیرفت. حداقل کنترل کیفی دستگاه ۰/۳ نانوگرم در گرم وزن خشک بود که زیر این حد توسط دستگاه‌های پژوهشگاه قابل شناسایی و تشخیص نبود.

محاسبات آماری

برای محاسبات و ارزیابی آماری از آزمون تحلیل واریانس دو طرفه (برای بررسی اثر متقابل بین متغیر مستقل و وابسته) و پس‌آزمون دانکن، رگرسیون خطی و همبستگی پیرسون (برای تعیین وجود ارتباط خطی و میزان آن بین مقادیر PAHs در بافت توتیاها و رسوبات) در سطح اطمینان ۹۵ درصد ($P<۰/۰۵$) استفاده شد. محاسبات توسط نرم‌افزار SPSS 26 و نرم‌افزار Microsoft Excel 2019 صورت پذیرفت.

نتایج

بررسی روند تغییرات PAH در رسوبات و بافت توتیاهای *E. mathaei* برداشت شده در ۶ ایستگاه مختلف استان بوشهر نشان داد که غلظت ترکیبات سنجش شده PAH متغیر بود. به صورتی که بیشترین غلظت ترکیبات PAH رسوبات در اسکله T جزیره خارک مربوط به نفتالین با میزان ۹۱۳/۷ نانوگرم در گرم وزن خشک در فصل سرد، در ایستگاه شمالی جزیره خارک فنانترین با میزان ۴۱/۵ نانوگرم در گرم وزن خشک در فصل سرد، در ایستگاه بوشهر نفتالین با میزان ۸۸/۲ نانوگرم در گرم وزن خشک و در فصل سرد، در ایستگاه اولی

آنتراسین با میزان ۱۶/۶ نانوگرم در گرم وزن خشک در فصل سرد و در ایستگاه شیرینو بنزو (k) فلورانتین با میزان ۵/۰۵ نانوگرم در گرم وزن خشک در فصل گرم و در ایستگاه نای‌بند مربوط به نفتالین با میزان ۶۵/۴ نانوگرم در گرم وزن خشک در فصل گرم بود (جدول ۱).

بیشترین غلظت ترکیبات PAH در بافت توتیا در ایستگاه T جزیره خارک مربوط به فنانترین با میزان ۳۷۱/۵ نانوگرم در گرم وزن خشک در فصل گرم، در ایستگاه خارک شمالی فنانترین با میزان ۲۰۴۷/۸ نانوگرم در گرم وزن خشک در فصل گرم، در ایستگاه بوشهر مربوط به نفتالین با میزان ۴۸۰ نانوگرم در گرم وزن خشک در فصل سرد، در ایستگاه اولی فنانترین با میزان ۱۴۹ نانوگرم در گرم وزن خشک در فصل گرم، در ایستگاه شیرینو بنزو (g، h، i) پیریلین با میزان ۱۶۲/۹ نانوگرم در گرم وزن خشک در فصل گرم و در ایستگاه نای‌بند بیشترین غلظت مربوط به بنزو (g، h، i) پیریلین با میزان ۲۱۳/۸ نانوگرم در گرم وزن خشک در فصل گرم اندازه‌گیری شد. در مجموع، نفتالین ترکیب غالب موجود در رسوبات بود و فنانترین در جایگاه بعدی قرار داشت. اما فنانترین ترکیب غالب در بافت‌های توتیاها و بنزو (g، h، i) پیریلین در جایگاه بعدی قرار داشت (جدول ۲).

بیشترین میزان تجمع PAH در رسوبات در فصل گرم به ترتیب در ایستگاه‌های شمالی خارک، خارک T، نای‌بند، شیرینو، بوشهر و اولی و در فصل سرد به ترتیب در ایستگاه‌های بوشهر، شمالی خارک، نای‌بند، اولی، شیرینو و خارک T مشاهده شدند و بیشترین میزان تجمع PAH در بافت‌های توتیاها در فصل گرم به ترتیب در ایستگاه‌های شمالی خارک، نای‌بند، بوشهر، خارک T، اولی و شیرینو و در فصل سرد به ترتیب در ایستگاه‌های شمالی خارک، بوشهر، نای‌بند، خارک T، اولی و شیرینو مشاهده شدند. البته در مورد میزان تجمع PAH در رسوبات و همچنین بافت‌های توتیاها بین فصول گرم و سرد هیچ اختلاف معناداری مشاهده نشد ($P>0/05$؛ جدول ۳).

همبستگی و کوواریانس بین ایستگاه‌ها، فصل‌ها، رسوبات و بافت‌ها ارتباط معنی‌داری را نشان ندادند ($P>0/05$). ضریب رگرسیون در فصل گرم و سرد بر اساس آزمون همبستگی پیرسون مثبت به دست آمد. تغییرات PAH رسوبات و بافت‌ها رابطه‌ای مستقیم را نشان داد و کوواریانس مثبت شد. به این معنی که با افزایش یا کاهش PAH رسوبات، روند تغییرات آن در بافت‌ها هم به همان ترتیب افزایشی یا کاهشی بود (جدول ۴).

جدول ۱: غلظت ترکیبات سنجش شده PAH در رسوبات در فصل‌های سرد و گرم

PAH (ng/g Dry W)	فصل سرد							فصل گرم			
	اسکله T خارک	شمال خارک	شغاب بوشهر	اولی	شیرینو	نای‌بند	اسکله T خارک	شمال خارک	شغاب بوشهر	اولی	شیرینو	نای‌بند
نفتالین	۹۱۳/۷	۴/۵	۸۸/۲	۱/۵	۱/۲	۱/۳	۷۶۳/۳	۰/۳	۷۶/۰	۲/۰	۱/۰	۶۵/۴
آسنافتیلین	۸/۹	۰/۳	۲/۹	۲/۲	۰/۳	۰/۳	۲/۹	۱/۰	۴/۲	۴/۰	۰/۱	۷/۶
آسنافتین	۸۴۲/۹	۳/۴	۸/۵	۱/۴	۱/۱	۳۰/۲	۵۸/۳	۰/۳	۵/۰	۰/۳	۱/۲	۲/۲
فلورین	۴۱۱/۱	۰/۳	۲/۳	۴/۱	۰/۳	۲۱/۰	۱۱/۹	۲/۳	۱/۰	۶/۱	۰/۵	۵/۸
فنانترین	۳۳۲/۱	۲/۶	۳/۱	۰/۳	۱/۸	۷/۱	۴/۶	۴۱/۵	۱/۵	۰/۳	۰/۱	۰/۳
آنتراسین	۳۰/۲	۰/۳	۲/۹	۱۶/۶	۰/۳	۰/۳	۹۰/۵	۱/۰	۰/۱	۱۸/۰	۰/۳	۵/۰
فلورانتین	۹۸/۲	۶/۷	۳/۰	۷/۰	۲/۶	۱۰/۰	۶/۷	۱۷/۷	۱/۰	۰/۴	۳/۴	۲/۹
پیرین	۳۹۲/۷	۱/۰	۶/۱	۰/۳	۴/۴	۴۰/۳	۱۵/۶	۶/۶	۲/۰	۲/۲	۵/۰	۰/۳
بنزو (a) آنتروسین	۲۳/۳	۱/۳	۰/۱	۰/۳	۰/۳	۰/۳	۴/۷	۴/۵	۰/۶	۱/۰	۰/۵	۰/۳
چریزین	۴۰/۶	۰/۲	۰/۳	۰/۳	۰/۳	۰/۳	۴/۱	۰/۳	۰/۵	۱/۰	۰/۶	۰/۳
بنزو (b) فلورانتین	۳۹/۴	۰/۳	۰/۴	۰/۳	۰/۳	۰/۳	۱۰/۳	۰/۳	۰/۹	۱/۰	۰/۵	۰/۳
بنزو (k) فلورانتین	۱۶/۷	۰/۱	۰/۱	۰/۳	۶/۰	۰/۳	۴/۶	۰/۳	۰/۳	۰/۸	۵/۱	۰/۳
بنزو (a) پیرین	۴۵/۲	۰/۳	۰/۲	۰/۳	۰/۳	۰/۳	۵/۷	۲/۰	۰/۴	۰/۵	۰/۲	۰/۳
ایندنو (۱، ۲، ۳) پیرین	۲۶/۵	۰/۳	۰/۴	۰/۳	۰/۳	۰/۳	۴/۶	۰/۵	۰/۳	۰/۵	۰/۴	۰/۳
دی‌بنزو (h ،a) آنتراسین	۰/۳	۰/۳	۰/۱	۰/۳	۰/۳	۰/۳	۱/۸	۱۷/۳	۰/۳	۰/۴	۰/۱	۰/۳
بنزو (i ،h ،g) پیریلین	۲۲/۸	۱/۸	۰/۳	۰/۳	۰/۳	۰/۳	۵/۵	۰/۳	۰/۶	۱/۱	۰/۳	۰/۳

جدول ۲: غلظت ترکیبات سنجش شده PAH در بافت توتیای *Echinometra mathaei* در فصل‌های سرد و گرم

PAH (ng/g Dry W)	فصل سرد						فصل گرم					
	اسکله T خارک	شمال خارک	شغاب بوشهر	اولی	شیرینو	نای‌بند	اسکله T خارک	شمال خارک	شغاب بوشهر	اولی	شیرینو	نای‌بند
نفتالین	۱۵/۴	۲۳۸/۲	۴۸۰/۰	۱۱۹/۷	۹۹/۱	۴۳/۴	۲۹۳/۲	۱۳۲/۴	۱۲۰/۲	۱۰۱/۵	۹۶/۹	۹۴/۱
آسنافتیلین	۱۱/۲	۲۸/۹	۴۶/۸	۱۰/۵	۱۴/۷	۲۵/۰	۹/۶	۶۳/۸	۲۱/۷	۴۴/۹	۱۴/۸	۱۴/۴
آسنافتین	۳۴/۶	۱۹۶/۴	۱۲۲/۷	۶۱/۵	۵۴/۷	۶۴/۰	۱۱۱/۵	۶۷/۷	۴۰/۲	۲۹/۱	۳۹/۱	۴۳/۳
فلورین	۱۲/۷	۴۰/۴	۵۵/۵	۱۹/۶	۱۵/۱	N.D	۴۰/۶	۲۵۴/۱	۳۶/۱	۹۲/۹	۳۴/۹	۳۳/۹
فنانترین	۸۷/۶	۱۷۵/۵	۲۳۱/۴	۱۱۰/۸	۵۲/۹	۱۷۱/۶	۳۷۱/۵	۲۰۴۷/۸	۵۵/۱	۱۴۹/۰	۹۹/۸	۱۶۵/۰
آنتراسین	۲۷/۱	۸۵/۰	N.D	۲۶/۰	۱۸/۲	۴۰/۶	۶۳/۴	۸۳/۶	۳۶/۲	۳۰/۷	۱۹/۰	۳۰/۵
فلورانتین	۴۲/۴	۴۰/۰	N.D	۳۲/۷	۴۴/۹	۳۳/۵	۸۵/۲	۱۱۷/۲	۱۷/۱	۱۵/۲	۲۵/۱	۴۷/۵
پیرین	۴۵/۴	۱۳/۰	۸۸/۶	۳۱/۶	۵۵/۴	۴۲/۶	۶۱/۹	۵۷/۳	۹۷/۰	۳۳/۰	۳۱/۷	۱۷۲/۶
بنزو (a) آنتروسین	۲۰/۳	۳/۰	۱۴/۰	۱۲/۰	۵/۰	۴/۰	۴۴/۱	۵/۷	۳۴/۰	۳۵/۵	۲۰/۱	۲۹/۵
چریزین	۱۱/۰	۱/۲	۹/۷	۸/۱	۲/۱	۱/۱	۱۵/۶	۵/۳	۱۳/۴	۱۱/۲	۱۴/۰	۱۲/۱
بنزو (b) فلورانتین	۳/۰	۱/۱	۵/۰	۱/۸	۱/۳	۱/۴	۵/۰	۲/۰	۶/۷	۵/۰	۳/۶	۴/۰
بنزو (k) فلورانتین	۲/۷	۱/۵	۱/۱	۱/۲	۱/۷	۱/۶	۵/۳	۲/۴	۵/۴	۶/۳	۳/۸	۳/۲
بنزو (a) پیرین	۲/۵	۲/۳	۲/۰	۱/۰	۱/۱	۱/۰	۴/۰	۳/۰	۴/۶	۴/۷	۳/۶	۴/۵
ایندنو (۱، ۲، ۳) پیرین	۲/۰	۲/۳	۱۰۴/۰	۱/۹	۲/۵	۱/۸	۱/۹	۲/۱	۸۰/۰	۳/۳	۲/۸	۳/۴
دی‌بنزو (h ،a) آنتراسین	۱/۱	۱/۵	۳/۰	۰/۹	۲/۷	۲/۷	۲/۶	۲/۰	۱/۴	۱/۰	۲/۹	۳/۰
بنزو (i ،h ،g) پیریلین	۱۶۵/۱	۳۴۵/۰	۵۹/۲	۱۴۷/۲	۱۳۴/۸	۱۶۰/۷	۱۳۸/۳	۲۲۴/۹	۱۶۲/۱	۹۹/۸	۱۶۲/۹	۲۱۳/۸

جدول ۳: مقایسه ترکیبات PAH در رسوبات و بافت‌های توتیای *Echinometra mathaei* در فصل‌های سرد و گرم (میانگین ± خطای استاندارد)

نمونه	فصل	ایستگاه					
		خارک T	خارک شمال	نای‌بند	شیرینو	اولی	بوشهر
رسوب	گرم	۱۲۳۴/۹±۱۳۱	۳۰۵۹/۹±۱۹۵۶	۸۸۳/۶±۲۱۹	۵۰۵/۲±۵۹۷	۴۴۵/۸±۶۵۷	۴۸۸/۸±۶۱۴
	سرد	۴۴۱/۶±۲۷۲	۱۰۲۴/۴±۳۱۰	۵۸۱/۳±۱۳۲	۴۸۹/۹±۲۲۴	۵۵۹/۵±۱۵۴	۱۱۸۸/۳±۴۷۴
بافت	گرم	۹۰/۰±۱	۱۹۴/۰±۱۰۲	۱۲۱/۰±۲۹	۱۵/۳±۷۵	۳۲/۰±۵۹	۹۴/۷±۳
	سرد	۸۱/۰±۴	۱۱۹/۰±۴۲	۱۰۹/۹±۳۳	۱۲/۱±۶۴	۲۳/۹±۵۲	۱۱۴/۱±۳۷

اختلاف معنی‌داری در رسوب و بافت بین ایستگاه‌ها و در فصل‌های مختلف مشاهده نشد (P>۰/۰۵).

جدول ۴: بررسی ضریب همبستگی بین متغیرها

	رسوب/گرم	رسوب/سرد	بافت/گرم	بافت/سرد
رسوب/گرم	۱			
رسوب/سرد	۰/۳۴۶	۱		
بافت /گرم	۰/۸۵۳	۰/۵۵۸	۱	
بافت /سرد	۰/۵۲۹	۰/۶۴۶	۰/۸۸۲	۱

بحث

امروزه شهرهای ساحلی در حال افزایش روزافزون جمعیت و فشارهای بهره‌برداری زیست‌محیطی هستند. تقریبا جمعیت ۴۰ درصدی از مردم جهان در ۱۰۰ کیلومتری سواحل زندگی می‌کنند (Agardy and Alder, 2005). این جمعیت رو به رشد ساحلی به ناچار منجر به ورودی آلاینده‌های مصنوعی به محیط‌های آبی می‌شود. آلاینده‌های انسانی می‌توانند شامل مواد شیمیایی صنعتی (مانند مواد پتروشیمی و حلال‌ها)، محصولات صنعتی (مانند مواد پلاستیکی و اشتعال‌زا و روغن‌ها)، محصولات مصرفی (داروها و محصولات بهداشتی)، آفت‌کش‌ها (مانند حشره‌کش‌ها و علف‌کش‌ها) و مواد شیمیایی و ترکیبات موجودات زنده (مانند فلزات سنگین و هورمون‌های انسانی) باشند (Schwarzenbach et al., 2006). این

آلاینده‌های انسانی نه تنها بر گیاهان و جانوران اکوسیستم‌های آبی تاثیر منفی می‌گذارند، بلکه می‌توانند در نهایت بر سلامت انسان از طریق زنجیره غذایی نیز تاثیر بگذارند (Jha et al., 2000). از اوایل دهه ۱۹۷۰، برنامه‌های پایش محیط بر اساس ارزیابی‌های شیمیایی آلاینده‌های اصلی مانند PAHها، PCBها، فلزات سنگین و علف‌کش‌های اُرگانوکلرینه در محیط‌های مختلف (آب، رسوب و خاک) گسترش یافتند. مطالعات نشانگرهای زیستی صورت پذیرفته در موجودات دریایی مربوط به آلودگی عموما در ماهی‌ها (Arufe et al., 2006) و نرم‌تنان (Binelli et al., 2006) بوده است و اطلاعات کمی در مورد شاخه خارپوستان وجود دارد (Everaarts et al., 1998; Den Besten et al., 2001; Angelini et al., 2003; Pesando et al., 2003; Cunha et al., 2005).

طبق دستور العمل‌های کیفیت رسوب (Sediment Quality Guidelines: SQGs) که برای حفاظت از حیات اقیانوس‌ها مورد استفاده قرار می‌گیرد، تخمین غلظتی از استانداردهای ترکیبی (به عنوان مثال، نفتالین یا دیگر ترکیبات PAH) رسوبات برای محافظت از موجودات ساکن در آنها در برابر اثرات نامطلوب در نظر گرفته شده است. یکی از آنها دستور العمل Menchaca و همکاران (۲۰۱۴) است که میانگین استاندارد ترکیبات PAH را در بستر دریاها ۱۹۷ میکروگرم در کیلوگرم اعلام کرده‌اند. آنها میزان استاندارد را بر اساس میکروگرم در کیلوگرم برای ترکیبات بنزو (a) پیرین ۹/۸، چریزین ۸/۹، دی‌بنزو (a، h) آنتراسین ۳/۹، فلورانتین ۱۴/۴، نفتالین ۵/۵، فنانترین ۱۳/۳، پیرین ۱۸/۹، بنزو (b) فلورانتین ۵/۸، بنزو (g، h، i) پیریلین ۵/۱، ایندنو (۱، ۲، ۳) پیرین ۶/۵ عنوان کردند، ولی میزان ترکیبات آسنافتین، آسنافتیلین، آنتراسین، فلورین، بنزو (k) فلورانتین و دی‌بنزو فوران قابل تعیین نبودند (Menchaca et al., 2014). در مطالعه حاضر، میزان PAH رسوبات در تمامی ایستگاه‌ها در دو فصل نمونه‌برداری (۴۴۱-۳۰۵۹ نانوگرم در گرم) بالاتر از استانداردهای جهانی تعیین شده در رسوبات (۱۹۷ میکروگرم در کیلوگرم) بودند که این نشانه آلودگی بسترها و مناطق در پژوهش حاضر است.

با مقایسه غلظت کل PAHها در رسوبات مطالعه حاضر (۴۴۱-۳۰۵۹ نانوگرم در گرم) و دیگر مطالعات انجام شده در منطقه خلیج فارس مانند Rahmanpour و همکاران (۲۰۱۲) در

تنگه هرمز (۷۲/۱۷ تا ۱۹۱/۷۰ نانوگرم در گرم)، Rostami و همکاران (۲۰۱۸) در بندر عسلویه (۶/۴۶ تا ۸۴/۷ نانوگرم در گرم)، Safaei و Mahmoudi (۲۰۱۴) در ایستگاه‌های رافائل، شغاب، آب شیرین کن، لیان و هلیله (به ترتیب ۸۴۴/۹۵، ۳۰۷۸/۴۲، ۴۷۹۰/۳۲، ۲۹۸۸/۰۶ و ۲۴۳۰/۶۲ نانوگرم در گرم وزن خشک) مشاهده می‌شود که میزان بالای آلودگی PAHها در سواحل مختلف خلیج فارس از جمله مناطق انتخابی، دلیل مناسبی برای بررسی میزان تجمع این آلودگی در بدن توتیاهای کفزی است.

در مطالعه حاضر، بیشترین میزان تجمع PAH در رسوبات در فصل گرم به ترتیب در ایستگاه‌های شمالی خارک، خارک T، نای‌بند، شیرینو، بوشهر و اولی و فصل سرد به ترتیب در ایستگاه‌های بوشهر، شمالی خارک، نای‌بند، اولی، شیرینو و خارک T مشاهده شدند و نیز بیشترین میزان تجمع PAH در بافت‌های توتیاها در فصل گرم به ترتیب در ایستگاه‌های شمالی خارک، نای‌بند، بوشهر، خارک T، اولی و شیرینو و فصل سرد به ترتیب در ایستگاه‌های شمالی خارک، بوشهر، نای‌بند، خارک T، اولی و شیرینو مشاهده شدند. اما در مورد میزان تجمع PAH در رسوبات و نیز بافت‌های توتیاها در فصول گرم و سرد هیچ اختلاف معناداری ($P>0/05$) مشاهده نشد.

Corsi و همکاران (۲۰۱۱) با مطالعه تجمع زیستی و پاسخ‌های نشانگرهای زیستی در توتیای دریایی (*Arbacia lixula*)، ماسل مدیترانه‌ای (*Mytilus galloprovincialis*) و کفال قرمز (*Mullus barbatus*) در خلیج ولوره (Vlore Gulf) آلبانی عنوان کردند میزان آفت‌کش‌های مجتمع در توتیا کمتر از حد تشخیص بود. سطوح بی‌فنیل‌های چندکلره (PCBs) نیز در ماسل و کفال ماهی بسیار کم (۱۳/۸۷-۴/۱۳ نانوگرم در گرم وزن تر) بود. در حالی که میزان PAHها مقدار متوسطی را نشان می‌داد. در نهایت، نتایج مطالعه خلیج ولورا حاکی از مناسب بودن آن اکوسیستم در ارزیابی کیفیت زیست‌محیطی مناطق ساحلی دریایی بود (Corsi et al., 2011). از این رو، اگر با مطالعه حاضر که در استان بوشهر صورت پذیرفت مقایسه شود، شرایط کاملا متفاوتی حاکم بود، ایستگاه‌های مورد مطالعه عموما در مناطق آلوده به پساب‌ها و مشتقات نفتی انتخاب شده بود تا تاثیر آلودگی بر توتیا ارزیابی شود و البته در بسیاری موارد میزان ترکیبات هیدروکربن‌های آروماتیک چندحلقه‌ای اندازه‌گیری شده مقیاس عددی بالایی

(۱۹۴-۳۲ نانوگرم در گرم وزن خشک) را نشان دادند.

در مطالعاتی که توسط Abdolahpur Monikh و همکاران (۲۰۱۴) در شمال خلیج فارس (خور تنگستان، هندیجان و بوشهر) انجام شد، توزیع غلظت‌های PAHs در همه ایستگاه‌ها مشابه بود. البته ترکیبات غالب PAHs در رسوبات به ترتیب آسنفتن، پیرن و بنزو (g) پریلن بود. مقایسه بین ایستگاه‌ها حاکی از بالاترین سطوح ترکیبات تجمع شده در رسوبات خور تنگستان بود (Abdolahpur Monikh et al., 2014). در مطالعه حاضر نفتالین ترکیب غالب موجود در رسوبات و فنانترین ترکیب غالب در بافت‌های توتیاها گزارش شده است که به احتمال زیاد، تفاوت این ترکیبات با ترکیبات گزارش شده توسط Abdolahpur Monikh و همکاران (۲۰۱۴) به دلیل زمان‌بندی متفاوت نمونه‌برداری، ایستگاه‌های متفاوت و ورودی متفاوت آلودگی است.

Abd El Moneam و همکاران (۲۰۱۶) در مطالعه بر میزان هیدروکربن‌های رسوبات در دو خلیج در دریای مدیترانه سواحل مصر عنوان کردند محدوده غلظت کل هیدروکربن‌ها در نمونه‌های رسوب جمع‌آوری شده از سواحل خلیج مطروح (Matrouh Bay، مصر) ۴۰۹/۲۴-۵۲۱/۲۶ نانوگرم در گرم وزن خشک و در نمونه‌های رسوب جمع‌آوری شده خلیج ال-مکس (El-Mex Bay، مصر) ۴۱۵۹/۷۷-۴۵۸۹/۱ نانوگرم در گرم وزن خشک بود که میزان بالایی از آلودگی را در منطقه دوم نشان داد. وقتی هر دو منطقه مورد مطالعه در پژوهش بالا با پژوهش حاضر (۳۰۵۹/۹-۴۴۱/۶ نانوگرم در گرم وزن خشک) مقایسه شود، میزان بالای PAH رسوبات در خلیج مطروح و مقایسه آن با مناطق مطالعه حاضر، شباهت بالای آلودگی این دو منطقه را نشان می‌دهد. البته موجود زنده بررسی شده در دو مطالعه متفاوت بود، از این رو میزان تجمع PAH در بافت ماهی و توتیا متفاوت بود که دلیل این امر می‌تواند نوع زندگی، تغذیه، شرایط سمیت‌زدایی و دفع و میزان تجمع آنها باشد.

در مطالعه‌ای که در بخش شمالی چین منتهی به قطب شمال بر ۶ گونه کفزی (شامل شکم‌پا، اسکالوپ، ستاره دریایی، خرچنگ، میگو و ماهی کاد قطبی) انجام شد، ۱۸ هیدروکربن آروماتیک چندحلقه‌ای در این گونه‌ها جمع‌آوری و شناسایی شد که میزان تمامی ترکیبات برای همه گونه‌های کفزی جمع‌آوری شده از ۳۴/۲ تا ۱۲۸/۱ نانوگرم در گرم وزن خشک اندازه‌گیری شد و بالاترین غلظت در نمونه‌های ماهیچه

ماهی کاد قطبی (*Boreogadus saida*) مشاهده شد. غلظت آلکیل-PAHها در تمام بافت‌های زیستی کمتر از PAH اصلی (نفتالین) بود و درصد آنها نیز به طور معنی‌داری (P<۰/۰۵) در رسوبات مربوطه کاهش داشت. البته هیچ رابطه معنی‌داری بین غلظت PAHها و سطوح تغذیه‌ای وجود نداشت که احتمالا به دلیل نتایج ترکیبی شبکه غذایی پیچیده اعماق دریا در مناطق زیرقطبی- قطب شمال و همچنین نسبت پایین جذب به متابولیسم موثر برای PAHها است (Yuxin et al., 2020). در مطالعه حاضر نیز میزان میانگین ترکیبات PAH بین ۱۹۴-۱۲/۱ نانوگرم در گرم وزن خشک در دو فصل سرد و گرم اندازه‌گیری شد که البته اختلاف معناداری بین موارد بررسی شده مشاهده نشد. این تفاوت به احتمال زیاد به شرایط خلیج فارس و میزان بالای ورودی آلاینده در سواحل نمونه‌برداری شده برمی‌گردد. لازم به ذکر است که نیمه بسته بودن این منطقه، شرایط چرخش آب در منطقه و محل خروجی پالایشگاه‌های نفتی می‌تواند بیشتر در این قضیه تاثیرگذار باشد.

Davies و همکاران (۱۹۹۸) عنوان کردند موجودات کفزی بیشتر در معرض آلودگی نفتی موجود در رسوبات هستند، از این رو میزان تجمع زیستی آلودگی در بافت‌های آنها نیز بیشتر خواهد بود. در مطالعات Martin Neil (۲۰۰۹) عنوان شد که به طور کلی، رفتار اصلاحی (طبیعی) موجودات آبزی در زمان مواجه با کمترین غلظت‌های متیل متانوسولفونات و نیز در غلظت‌های بالای سیکلوفاسمید دچار تغییراتی شد و نرخ پاکسازی فقط تحت تاثیر، قرار گرفتن موجود در معرض متیل متانوسولفونات (در همه غلظت‌ها) تغییر کرد، اما هیچ تغییری در هیچ غلظتی از سیکلوفاسمید مشاهده نشد.

دیواره بدن خارپوستان، مانند پوست پستانداران توانایی ترمیم و ساخته شدن، ذخیره و آزاد کردن انتقال دهنده‌های عصبی (مانند استیل کولین، سروتونین، دوپامین و غیره) را دارند و دارای تعداد زیادی گیرنده‌ها و پایانه‌های مشابه با سیگنال‌دهی هستند (Buznikov et al., 1970; Gustafson and Toneby, 1970).

در گزارش Honda and Suzuki, 2020 عنوان شده است که میزان تجمع ترکیبات با وزن مولکولی کمتر مانند نفتالین و PAHهای سه حلقه‌ای، در ماهی‌ها و بی‌مهرگان بسیار بیشتر بود. انباشت مشتقات PAHهایی که در محیط آبی از نشت ترکیبات نفتی بوجود

می‌آیند، بیشتر و برای ماهی‌ها و بی‌مهرگان سمی‌تر هستند. علاوه بر این، سمیت OH-PAHsها حداقل در ماهی و توتیاهای دریایی به نسبت بیشتر از PAHهای دیگر است. مشخص شده است که سخت‌پوستان هیدروکربن‌ها را سریع‌تر از نرم‌تنان و ماهی ها بنزو(a)پیرین را سریع‌تر از بی‌مهرگان دریایی متابولیزه می‌کنند (Bihari and Fafandel, 2004).

در طی مطالعات مختلف مشخص شده است که یکی از دلایل احتمالی حساسیت بیشتر خارپوستان در مقایسه با نرم‌تنان می‌تواند تفاوت قابل توجه سطح تماس این موجودات باشد، از این رو خارپوستان که مساحت بسیار بیشتری نسبت به نرم‌تنان در مواجه با سطح بستر دارند به آلاینده‌های آبی بسیار حساس هستند و بنابراین خارپوستان بیشتر از نرم‌تنان آلاینده را جذب می‌کنند. از جمله موارد احتمالی دیگر این رویداد این است که مسیرهای احتمالی جذب آلاینده‌ها در خارپوستان بیشتر و شامل جذب از طریق پوست یا آبشش‌ها و از طریق گوارش مواد اطراف آنها است (Martin Neil, 2009). بنابراین هنگامی که خارپوستان در معرض آلاینده‌هایی قرار می‌گیرند که نیاز به فعال‌سازی متابولیکی دارند، ترکیبات آلاینده را با سرعتی بیشتر از نرم‌تنان به محصولات سمی خود تبدیل می‌کنند. این محصولات جانبی متابولیکی، در نهایت منجر به عواقب مضری خواهند شد که عوارض آن در خارپوستان به نسبت نرم‌تنان بسیار مشهودتر است (Martin Neil, 2009).

در مجموع، نگرانی‌های زیادی پیرامون آلاینده‌ها و اثرگذاری آنها بر اکوسیستم‌های آبی و آبزیان وجود دارد. برای حل این معظل، استفاده از موجودات بی‌مهره بویژه کفزی یک پیشنهاد مهم محسوب می‌شود. در این مطالعه سعی شد با استفاده از خارپوستان، به دلیل اهمیت بوم‌شناختی و نزدیکی تکاملی آنها به طنابداران، برای رفع این سوال بررسی‌هایی صورت پذیرد. تا به امروز، اطلاعات کمی درباره شاخه خارپوستان و ارتباط آنها با آلاینده‌های انسانی به دست آمده است، از این رو در مطالعه حاضر با بررسی میزان ترکیبات مختلف PAH در فصل‌های مختلف، علاوه بر مشاهده تغییرات افزایشی تجمع PAHها در رسوبات، این روند در بافت‌های توتیاها نیز با افزایش همراه بود. مقایسه میزان PAHها و تجمع آن در بافت توتیای مورد مطالعه با دیگر آبزیان، حاکی از تجمع بالاتر PAHها در بافت‌های *Echinometra mathaei* به عنوان یک گونه کفزی بود. این مهم به شیوه تغذیه و محل قرارگیری توتیای مطالعه شده بر می‌گردد و

نشان از اهمیت این گونه و بررسی آن در زمینه‌های آلودگی و سم‌شناسی دارد و البته می‌توان کندی حرکت جانور، نوع زیستگاه و زندگی آن را به عنوان عللی بر روند تجمع افزایشی PAHs در بافت توتیاها نسبت داد. البته این مطالعه می‌تواند شروعی برای مطالعات مشابه در محیط طبیعی و آزمایشگاه برای بررسی روند تغییرات آنزیم‌ها، ترکیبات بیوشیمیایی و مولکولی این موجود باشد. شاید این توتیا فرایند دفع یا سمیت‌زدایی مناسبی دارد که اختلاف معنی‌داری در میزان PAHهای بافت آن در فصول مختلف مشاهده نشده است که خود زمینه‌ای برای مطالعات دیگر است.

منابع

Abd El Moneam N.M., Abd El Maguid N.E., El-Sikaily A.M., Zaki M.G. and Sheradah M.A. 2016. Biomarkers and ultra structural evaluation of marine pollution by polycyclic aromatic hydrocarbons. Journal of Environmental Protection, 7(10): 1283–1304. doi: 10.4236/jep.2016.710113

Abdel-Rahman M.S., Skowronski G.A. and Turkall R.M. 2002. Assessment of the dermal bio-availability of soil-aged benzo [a]pyrene. Human and Ecological Risk Assessment, 8(2): 429–441. doi: 10.1080/20028091056999

Abdolahpur Monikh F., Hosseini M., Kazemzadeh Khoei J. and Ghasemi A.F. 2014. Polycyclic aromatic hydrocarbons levels in sediment, benthic, benthopelagic and pelagic fish species from the Persian Gulf. International Journal of Environmental Research, 8(3): 839–848.

Agardy T. and Alder J. 2005. Coastal systems. In: Millennium Ecosystem Assessment (Eds.). Ecosystems and Human Well-Being, Vol. 1: Current State and Trends. Island Press, USA. 513–549.

Albarano L., Zupo V., Guida M., Libralato G., Caramiello D., Ruocco N. and Costantini M. 2021. PAHs and PCBs affect functionally intercorrelated genes in the sea urchin paracentrotus lividus embryos. International Journal of Molecular Sciences, 22(22): 1–15 (12498). doi: 10.3390/ijms222212498

Angelini C., Amaroli A., Falugi C., Di Bella G. and Matranga V. 2003. Acetylcholinesterase activity is affected by stress conditions in *Paracentrotus lividus* coelo-mocytes. Marine Biology, 143: 623–628. doi: 10.1007/s00227-003-1120-x

Arufe M.I., Arellano J.M., Garcia L., Albendin G. and Sarasquete C. 2006. Cholinesterase activity in gilthead seabream (*Sparus aurata*) larvae: Characterization and sensitivity to the organophosphate azinphosmethyl. Aquatic Toxicology, 84: 328–336. doi: 10.1016/j.aquatox.2007.06.009

Bellas J., Rial D., Valdes J., Vidal-Linan L., Bertucci J.I., Muniategui S., Leon V.M. and Campillo J.A. 2022. Linking biochemical and individual-level effects of chlorpyrifos, triphenyl phosphate, and bisphenol A on sea urchin (*Paracentrotus lividus*) larvae. Environmental Science and Pollution Research, 29(30): 46174–46187. doi: 10.1007/s11356-022-19099-w

Bihari N. and Fafandel M. 2004. Interspecies differences in DNA

single strand breaks caused by benzo(a)pyrene and marine environment. Mutation Research: Fundamental and Molecular Mechanisms of Mutagenesis, 552: 209–217. doi: 10.1016/j.mrfmmm.2004.06.022

Binelli A., Ricciardi F., Riva C. and Provini A. 2006. New evidences for old biomarkers: Effects of several xenobiotics on EROD and AChE activities in zebra mussel (*Dreissena polymorpha*). Chemosphere, 62: 510–519. doi: 10.1016/j.chemosphere.2005.06.033

Buznikov G.A., Kost A.N., Kucherova N.F., Mndzhoyan A.L., Suvorov N.N. and Berdysheva L.V. 1970. The role of neurohumours in early embryogenesis: III. Pharmacological analysis of the role of neurohumours in cleavage divisions. Development, 3(3): 549–569. doi: 10.1242/dev.23.3.549

Canli M. and Atli G. 2003. The relationships between heavy metal (Cd, Cr, Cu, Fe, Pb, Zn) levels and the size of six Mediterranean fish species. Environmental Pollution, 121: 129–136. doi: 10.1016/S0269-7491(02)00194-X

Chimezie A., Ogbechea A., Palmerb P. and Cokera H. 2005. Determination of polynuclear aromatic hydrocarbons in marine samples of Siokolo Fishing Settlement. Journal of Chromatography (A), 1073: 323–330. doi: 10.1016/j.chroma.2004.10.014

Corsi I., Tabaku A., Nuro A., Beqiraj S., Marku E., Perra G., Tafaj L., Baroni D., Bocari D., Guerranti C. and Cullaj A. 2011. Ecotoxicological assessment of Vlora Bay (Albania) by a biomonitoring study using an integrated approach of sublethal toxicological effects and contaminant levels in bioindicator species. Journal of Coastal Research, (58): 116–120. doi: 10.2112/SI_58_11

Cunha I., Garcia L.M. and Guilhermino L. 2005. Sea urchin (*Paracentrotus lividus*) glutathione S-transferase and cholinesterase activities as biomarkers of environmental contamination. Journal of Environmental Monitoring, 7: 288–294. doi: 10.1039/B414773A

Davies I.M., Gillibrand P.A., McHenery J.G. and Rae G.H. 1998. Environmental risk of ivermectin to sediment dwelling organisms. Aquaculture, 163: 29–46. doi: 10.1016/S0044-8486(98)00211-7

Den Besten P.J., Valk S., Van Weerlee E., Nolting R.F., Postma J.F. and Everaarts J.M. 2001. Bioaccumulation and biomarkers in the sea star *Asterias rubens* (Echinodermata: Asteroidea): A North Sea field study. Marine Environmental Research, 51(4):

365–387. doi: 10.1016/S0141-1136 (00)00134-3

ECETOC. 2007. Intelligent testing strategies in ecotoxicology: Mode of action approach for specifically acting chemicals. Technical Report, No. 102. European Centre for Ecotoxicology and Toxicology of Chemicals, Belgium. 151P.

Everaarts J.M., Den Besten P.J., Hillebrand M.T.J., Halbrook R.S. and Shugart L.R. 1998. DNA strand breaks, cytochrome P-450-dependent monooxygenase system activity and levels of chlorinated biphenyl congeners in the pyloric caeca of the seastar (*Asterias rubens*) from the North Sea. Ecotoxicology, 7: 69–79. doi: 10.1023/A:1008811802432

Gustafson T. and Toneby M. 1970. On the role of serotonin and acetylcholine in sea urchin morphogenesis. Experimental Cell Research, 62: 102–117. doi: 10.101 6/0014-4827(79)90512-3

Hadjizadeh Zaker N. 2022. Aliphatic and aromatic hydrocarbons in the coastal sediments of the Kharg Island in the Persian Gulf. Pollution, 8(2): 705–716. doi: 10.22 059/poll.2022.335368.1286

Hickman C.P. and Robbers L.S. 2003. Animal Diversity. Mac Grow Hill, USA. 447P.

Honda M. and Suzuki N. 2020. Toxicities of polycyclic aromatic hydrocarbons for aquatic animals. International Journal of Environmental Research and Public Health, 17(4): 1–23 (1363). doi: 10.3390/ijerph17041363

James D.B. 2001. Twenty sea cucumbers from seas around India. Naga, International Center for Living Aquatic Resources Management, 24: 4–8.

Jha A.N., Cheung V.V., Foulkes M.E., Hill S.J. and Depledge M.H. 2000. Detection of genotoxins in the marine environment: adoption and evaluation of an integrated approach using the embryo-larval stages of the marine mussel, *Mytilus edulis*. Mutation Research: Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis, 464: 213–228. doi: 10.1016/S1383-5718 (99)00188-6

Keshavarzifard M., Moore F., Keshavarzi B. and Sharifi R. 2017. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in sediment and sea urchin (*Echinometra mathaei*) from the intertidal ecosystem of the northern Persian Gulf: Distribution, sources, and bioavailability. Marine Pollution Bulletin, 123(1-2): 373–380. doi: 10.1016/j.marpolbul.2017.09.008

Martin Neil C. 2009. Marine pollution and echinoderms: A biomarker study integrating different levels of biological organization. Ph.D. Thesis,

University of Plymouth, England. 257P. doi: 10.24382/3680

Menchaca I., Rodriguez J.G., Borja A., Jesus Belzunce-Segarra M., Franco J., Garmendia J.M. and Larreta J. 2014. Determination of polychlorinated biphenyl and polycyclic aromatic hydrocarbon marine regional sediment quality guidelines with the European water framework directive. Chemistry and Ecology, 30(8): 693–700. doi: 10.1080/02757540.2014.917175

Nateghi A. 2013. Study of echinoderm diversity in ecologically significant islands of the Persian Gulf (In Persian). Ph.D. Thesis, Islamic Azad University, Iran. 225P.

Pesando D., Huitorel P., Dolcini V., Angelini C., Guidetti P. and Falugi C. 2003. Biological targets of neurotoxic pesticides analysed by alteration of developmental events in the Mediterranean Sea urchin, *Paracentrotus lividus*. Marine Environmental Research, 55: 39–57. doi: 10.1016/S0141-1136 (02)00215-5

Rahmanpour S., Ghafourian H., Hashtroodi S.M., Rabbani M., Mahdinia A., Darvish Bastami K. and Azimi A. 2012. Investigation of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in Sediments of the Strait of Hormuz, Persian Gulf. Scientific Research Journal of Oceanography, 3(10): 37–44.

Regoli F., Giuliani M.E., Benedetti M. and Arukwe A. 2011. Molecular and biochemical biomarkers in environmental monitoring: A comparison of biotransformation and antioxidant defense systems in multiple tissues. Aquatic Toxicology, 105(3-4): 56–66. doi: 10.1016/j.aquatox.2011.06.0 14

Rojas A. and Morales M.A. 2004. Advanced glycation and endothelial functions: A link towards vascular complications in diabetes. Life Sciences, 76(7): 715–730. doi: 10.1016/j.lfs.2004.09. 011

Rostami S., Amini Rad H. and Abasi A. 2018. Assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in surface sediments of the coast of Pars special economic energy zone (Assaluyeh port). Journal of Environmental Sciences, 16(3): 217–232.

Safaei A. and Mahmoudi M. 2014. Concentration of polycyclic aromatic hydrocarbons in coastal sediments of Bushehr. Environmental Science and Technology, 16(3): 25–33.

Schwarzenbach R.P., Escher B.I., Fenner K., Hofstetter T.B., Johnson C.A., Von Gunlen U. and Wehrli B. 2006. The challenge of micropollutants in aquatic systems. Science, 313: 1072–1077. doi: 10.1126/science.112 729

Tolosa I., De Mora S.J., Fowler S.W., Villeneuve J.P., Bartocci J. and Cattini C. 2005. Aliphatic and aromatic hydrocarbons in marine biota and coastal sediments from the Gulf and the Gulf of Oman. Marine Pollution Bulletin, 50(12): 1619–1633. doi: 10.1016/j.marpolbul.2005.06.029

Tuvikene A. 1995. Responses of fish to polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs). Annales Zoologici Fennici, 32: 295–309.

Valavanidis A., Vlachogianni T., Dassenakis E. and Scoullos M. 2006. Molecular biomarkers of oxidative stress in aquatic organisms in relation to toxic environmental pollutants. Ecotoxicology and Environmental Safety, 46: 178–189. doi: 10.1016/j.ecoenv.2005.03.013

Van Der Oost R., Beyer J. and Vermeulen N. 2003. Fish bioaccumulation and biomarkers in environmental risk assessment: A review. Environmental Toxicology and Pharmacology, 13: 57–149. doi: 10.1016/S1382-6689(02)00126-6

Vijayanand M., Ramakrishnan A., Subramanian R., Issac P.K., Nasr M., Khoo K.S., Rajagopal R., Greff B., Wan Azelee N.I., Jeon B.H., Chang S.W. and Ravindran B. 2023. Polyaromatic hydrocarbons (PAHs) in the water environment: A review on toxicity, microbial biodegradation, systematic biological advancements, and environmental fate. Environmental Research, 227: 115716. doi: 10.1016/j.envres.2023.115716

Yuxin M., Yurong S., Yunkai L., Hongyuan Z. and Wenying M. 2020. Polycyclic aromatic hydrocarbons in benthos of the northern Bering Sea Shelf and Chukchi Sea Shelf. Journal of Environmental Sciences, 97: 194–199. doi: 10.1016/j.jes.2020.04.021

Zakaria M.P., Takada H., Tsutsumi S., Ohno K., Yamada J., Kouno E. and Kumata H. 2002. Distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in rivers and estuaries and in Malaysia: A widespread input of petrogenic PAHs. Environmental Sciences and Technology, 36: 1907–1918. doi: 10.1021/es011278+

Zhang J., Zhang X., Hu T., Xu X., Zhao D., Wang X., Li L., Yuan X., Song C. and Zhao S. 2022. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and antibiotics in oil-contaminated aquaculture areas: Bioaccumulation, influencing factors, and human health risks. Journal of Hazardous Materials, 437: 129365. doi: 10.1016/j.jhazmat.2022.129365

Aquatic Physiology and Biotechnology
Vol. 12, No. 2, Summer 2024

Research Paper

Investigation of polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments and the tissue of the sea urchin *Echinometra mathaei* along the northern coasts of the Persian Gulf, Bushehr Province

Setareh Badri[1], Shahla Jamili[2]*, Gholam Hossein Riazi[3], Ali Mashinchian Moradi[2]

Accepted: December 2023 DOI: 10.22124/japb.2023.24635.1499 Received: June 2023

Abstract

The Persian Gulf is a semi-closed inland sea with specific ecological conditions, and the level of oil pollution in it exceeds the global average acceptable for the marine environment. Echinoderms, due to their benthic nature, are more exposed to sediment pollution. This study was conducted in the intertidal zones of Bushehr province, including the shores of Shaghab, Owli, Shirino, Nay-Band, the T-pier and the Northern Khark Island, to determine the level of contamination in sediments and the tissue of the sea urchin *Echinometra mathaei*. Sampling was carried out in two seasons, winter and summer (2014-2015). In the laboratory, the samples were analyzed for the type and concentration of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) using chromatography and GC-MS. The highest concentration of PAHs in the sediments at the T pier in Khark was found to be naphthalene (913.7ng/g dry weight) in the winter, while the highest concentration of PAHs in the tissue was measured as phenanthrene (371.5ng/g dry weight) in the summer. No significant difference was observed between the levels of PAHs in sediments and tissues (P>0.05). The trend of PAH accumulation in sediments and tissues was increasing. The level of PAHs in sediments across all study areas (3059-441ng/g) was higher than the global standards set for sediments (197µg/kg), indicating greater pollution in the examined areas. A comparison of pollution accumulation in the tissues of the sea urchin with other aquatic species revealed higher PAH levels in the tissues of benthic species. This finding is due to the habitat and feeding type of these organisms, highlighting the importance of this species and the need for environmental toxicological studies on it.

Key words: *Sea Urchin*, Echinometra mathaei, *PAH, Sediments, Persian Gulf*.

1- Ph.D. Student in Marine Biology, Department of Marine and Fisheries Sciences, Faculty of Natural Resources and Environment, Science and Research Branch, Islamic Azad University, Tehran, Iran.
2- Associate Professor in Department of Marine and Fisheries Sciences, Faculty of Natural Resources and Environment, Science and Research Branch, Islamic Azad University, Tehran, Iran.
3- Professor in Institute of Biochemistry and Biophysics (IBB). University of Tehran, Tehran, Iran.
*Corresponding Author: shahlajamili45@yahoo.com